Regulatory Document

Texte de réglementation

Atomic Energy Control Board

Commission de contrôle de l'énergie atomique

REGULATORY DOCUMENT R-104

Regulatory Policy Statement

REGULATORY OBJECTIVES, REQUIREMENTS AND GUIDELINES FOR THE DISPOSAL OF RADIOACTIVE WASTES - LONG-TERM ASPECTS

Effective date:

June 5, 1987

Canada

THE AECB REGULATORY DOCUMENTS SYSTEM

1. Siting, design, manufacture, construction, commissioning, operation, and decommissioning of nuclear facilities, or the production, possession, use and disposal of prescribed substances, in Canada or under Canadian control, are subject to the provisions of the Atomic Energy Control Act and Regulations administered by the Atomic Energy Control Board (AECB).

2. In addition to the Atomic Energy Control Regulations, three other categories of Regulatory Document are employed by the AECB. These are:

   Generic Licence Conditions - standard sets of conditions that are included in particular AECB licences of a common type, unless specific circumstances indicate otherwise;

   Regulatory Policy Statements - firm expressions that particular "requirements" not expressed as Regulations or Licence Conditions be complied with or that any requirements be met in a particular manner but where the AECB retains the discretion to allow deviations or to consider alternative means of attaining the same objectives where a satisfactory case is made; and

   Regulatory Guides - guidance or advice on any aspect of the AECB's regulatory process that is given in a manner less rigid than that intended by Policy Statements.

3. In developing Regulatory Documents, the AECB publishes its proposals as Consultative Documents in order to solicit comments both from the nuclear industry and from the public. This is done prior to releasing any Regulatory Document in final form. In certain cases, after the period for public comment, a Consultative Document may be issued for "trial use". This is done for a limited period of time to gain practical experience. Following the period of trial use, the revised document is re-issued for further public comment prior to release in final form.

4. Comments on Consultative Documents and suggestions for new Regulatory Documents and for improvement to those that exist are encouraged and should be directed to the Health Effects and Regulatory Documents Section of the AECB.

5. Copies of Consultative Documents, Regulatory Documents and related index lists are available in both English and French on request from the Office of Public Information. Requests for technical information on and interpretation of documents should be addressed to this office.

6. The Atomic Energy Control Board may be contacted as follows:

   Postal address: Atomic Energy Control Board
   P.O. Box 1046
   Ottawa, Ontario
   CANADA
   K1P 5S9

   Telephone
   General Inquiries: (613) 995-5894

TABLE OF CONTENTS

1.	PURPOSE AND SCOPE	1
2.	INTRODUCTION	1
3.	OBJECTIVES OF RADIOACTIVE WASTE DISPOSAL	2
4.	BASIC REGULATORY REQUIREMENTS	3
	4.1 Burden on Future Generations	3
	4.2 Protection of the Environment	4
	4.3 Protection of Human Health	4
	4.3.1 General Requirement	5
	4.3.2 Variance from the General Requirement	6
5.	GUIDELINES FOR APPLICATION OF THE BASIC RADIOLOGICAL REQUIREMENTS	7
	5.1 Identifying the Individual of Concern	7
	5.2 Probabilities of Exposure Scenarios	7
	5.3 Timescale of Concern	8
	5.4 Output from Predictive Modelling	9
	5.5 Optimization	11

REGULATORY OBJECTIVES, REQUIREMENTS AND GUIDELINES FOR THE DISPOSAL OF RADIOACTIVE WASTES - LONG-TERM ASPECTS

1. PURPOSE AND SCOPE

It is the purpose of this document to present the regulatory basis for judging the long-term acceptability of radioactive waste disposal options, assuming that the operational aspects of waste emplacement and facility closure satisfy the existing regulatory framework of requirements. Basic objectives of radioactive waste disposal are given, as are the regulatory requirements which must be satisfied in order to achieve these objectives. In addition, guidelines are given on the application of the radiological requirements to assist proponents in the preparation of submissions to the Atomic Energy Control Board (AECB).

The primary focus of the requirements is on radiation protection, although environmental protection and institutional controls are also addressed in a more general way since these factors stem directly from the overall objectives for radioactive waste disposal. Other types of regulatory requirements such as might concern other aspects of conceptual assessments, siting, design, construction, operation and decommissioning of facilities for the management of particular waste types are, or will be, addressed in separate regulatory documents. Examples of these documents are Regulatory Document R-71 on the concept for deep geological disposal of nuclear fuel waste and Consultative Document C-36 on the management of uranium and thorium mine and mill tailings.

2. INTRODUCTION

In Canada, a wide variety of radioactive wastes are generated at all steps in the nuclear fuel cycle from uranium mining and milling to reactor operations for electricity production, and from the use of radioisotopes in industry, research and hospitals. The bulk of these wastes are managed in a manner based on the principles of containment and isolation from people and the environment. However, the techniques employed rely on the continued need for human intervention and surveillance whether this be for monitoring, maintenance, treatment or restriction of public access to assure an acceptable level of radiological safety. The remaining wastes are disposed of either by controlled discharge to the environment as gaseous and liquid effluents, or in the case of small quantities of lightly contaminated material, by treatment as conventional wastes with no requirement for special radiological precautions.

The current operation of radioactive waste management facilities and the routine discharge of radioactive effluents from other nuclear facilities are strictly regulated by the AECB using a comprehensive system of licensing, compliance and enforcement activities. The specific radiological requirements applied by the AECB are derived from the system of dose limitation recommended by the International Commission on Radiological Protection (ICRP). The dose limits recommended by the ICRP are intended to apply to all practices in which radiation exposure of workers and the public can be influenced by active controls but do not apply to exposures from unusual events, medical irradiations and natural background radiation. For exposures from situations such as accidents and other unusual events during nuclear facility operations, the radiological requirements that are applied by the AECB acknowledge the expected frequency of occurrence of the unusual event or process causing the

exposure. In summary, for current operations a regulatory framework of radiological requirements is actively applied, such that procedures of various types are reliably maintained for monitoring environmental discharges, conducting remedial actions as necessary, and controlling exposure pathways.

For the long-term management of radioactive wastes, the preferred approach is disposal, a permanent method of management in which there is no intention of retrieval and which, ideally, uses techniques and designs that do not rely for their success on long-term institutional control beyond a reasonable period of time. The practical disposal options presently being studied usually involve containment of the wastes and their isolation from the biosphere for extended time periods. For some waste types, though, such as the large-volume wastes from uranium mining and milling, the ideal type of disposal may sometimes not be practicable. In such instances where there are no practical disposal options for achieving the ideal goal, there may be a long-term need for continued institutional controls to guard against particular exposure scenarios after the facility has ceased receiving waste and has been closed down.

Whichever option is implemented for the long-term containment and isolation of radioactive wastes, exposures after the closure of a disposal facility will be dependent on a range of events and processes with varying probabilities of occurrence and, in some cases, they will be delayed for considerable periods of time. Forecasts of the possible doses to humans are subject to additional uncertainties owing to the range of factors affecting the environmental transport of radionuclides and to changes which might occur in future living habits, lifestyles and population distributions. Also, in the case of disposal with no ongoing requirement for institutional controls, it is not possible to enforce compliance with present-day forecasts since there would be no operator for the facility in the future. There is consequently a need to establish alternative regulatory requirements to ensure the acceptability of waste disposal options for which there are potential long-term radiological impacts in the post-operational period. The basic purpose of this document is to establish these waste management requirements. For reasons of consistency, equity and fairness, the requirements are based upon an extension of the existing regulatory framework and should be broadly applicable to all waste types and disposal options in which long-term containment and isolation are employed.

It is intended that the requirements and guidelines presented here will come into effect immediately for those facilities designed specifically for the disposal of radioactive wastes. Where a facility may change from an operational storage facility to a disposal facility at some time in the future, the requirements and guidelines are intended to apply at the time disposal is considered to begin. This would normally occur as soon as practical after operations at the facility cease and would likely include a period of institutional control determined by waste and site-specific issues.

3. OBJECTIVES OF RADIOACTIVE WASTE DISPOSAL

The objectives of radioactive waste disposal are to:

- *minimize any burden placed on future generations,*
- *protect the environment,*
- *protect human health,*

taking into account social and economic factors.

Many factors must be considered in meeting these objectives in an effective and reliable way over the long term. The disposal of radioactive wastes on the basis of containment and isolation requires safety features to restrict the release of radionuclides into the environment and to reduce the likelihood of inadvertent public access to the waste. These safety features may incorporate a suitable combination of processes, barriers and institutional controls. The processes include radioactive decay, adsorption, chemical precipitation, dilution, dispersion and other phenomena which influence the transport of radionuclides. The barriers may be provided by engineered design or by the natural geological setting of the site. Such a system of passive multiple barriers gives an increased degree of assurance of containment and isolation and of assurance that any release of radioactive material to the environment will occur at an acceptably low rate. Institutional controls on the other hand are active mechanisms established by society to ensure the continued implementation and achievement of a desired course of action. These controls could include the monitoring and treatment of contaminated releases, the keeping of records, and the imposition of land-use restrictions registered in property deeds and by-laws.

4. BASIC REGULATORY REQUIREMENTS

4.1 Burden on Future Generations

The burden on future generations shall be minimized by:

(a) selecting disposal options for radioactive wastes which to the extent reasonably achievable do not rely on long-term institutional controls as a necessary safety feature;

(b) implementing these disposal options at an appropriate time, technical, social and economic factors being taken into account; and

(c) ensuring that there are no predicted future risks to human health and the environment that would not be currently accepted.

The requirement to minimize the burdens on future generations is based on three matters of principle. The first reflects a pessimistic view of the longevity of institutional controls and concern for the possible consequences should they lapse. Where reasonable disposal alternatives clearly exist, those options which rely on monitoring, surveillance or other institutional controls as a primary safety feature for very long periods are not recommended. This is not because of concern that future generations will be technologically incompetent, but rather because methods of ensuring the continuity of controls are not considered very reliable beyond a few hundred years. Similarly, it is not meant to imply that means to preserve the identity and location of waste disposal facilities or to monitor their performance should not be attempted. It is expected that records will be kept and that in some cases monitoring will be carried out, but, where reasonably possible, safety should not rely on these measures.

The second principle concerns the responsibility of the present generation, as the primary beneficiary of the current exploitation of nuclear energy, to bear

the financial burden associated with the implementation of waste disposal options. It has also been argued, however, that it should be recognized that the current use of nuclear energy contributes to an improved standard of living that will benefit future generations. In any case, the timing of the implementation of waste disposal options will depend on a number of technical, social and economic factors. These include the availability and development of suitable sites and technology, the technical advantages to be gained from interim storage of short-lived wastes and, in the case of used nuclear fuel, the desire not to discard prematurely various constituents that are of potential value to future generations.

The third principle concerns the level of risk that may be imposed on future generations since it is not possible to ensure total containment and isolation and absolute safety. On ethical grounds, and in keeping with the recommendations of the ICRP, the radiological risks to future individuals should be limited on the same basis as are the risks to individuals living now. Moreover, the judgement is made that the level of protection to be afforded to future individuals shall not be less than that which is currently provided.

4.2 Protection of the Environment

> *Radioactive waste disposal options shall be implemented in a manner such that there are no predicted future impacts on the environment that would not be currently accepted and such that the future use of natural resources is not prevented by either radioactive or non-radioactive contaminants.*

One of the primary goals of environmental protection is to ensure appropriately safe conditions for human activities. This includes the impacts on human health arising from non-radioactive substances which may also be released from waste disposal facilities. It is thought likely that the level of radiation protection afforded all human individuals ensures adequate protection of other living species in the environment, although not necessarily individual members of those species. It follows then that by establishing the requirements found in this document concerning the radiation health burden on future generations, an appropriate requirement for environmental radiation protection is also formulated.

However, there is also a need to provide adequate protection for the general environment from the impacts that might arise from either radioactive or non-radioactive contaminants. The disposal of radioactive wastes must therefore comply with the appropriate requirements governing land-use and the protection of natural resources, such as water, wildlife, fish, soil, forests, minerals and other economically viable commodities. This basic requirement applies both to the environment surrounding a waste disposal facility and to the materials consumed in its construction and operation.

4.3 Protection of Human Health

The primary focus in this section is on radiological aspects of human health. It must however be recognized that some non-radioactive substances also may have detrimental effects on health. These effects have already been addressed in Section 4.2.

4.3.1 General Requirement

The predicted radiological risk to individuals from a waste disposal facility shall not exceed 10^{-6} fatal cancers and serious genetic effects in a year, calculated without taking advantage of long-term institutional controls as a safety feature.

In judging the acceptability of a disposal facility for which forecasts of hypothetical exposures of individuals in the future are made, it is not appropriate to apply dose limits in the manner practised today for the current operation of nuclear facilities. This is because it will not generally be possible in the long term to enforce compliance with any preselected dose limits. There is also considerable uncertainty as to whether the doses forecast will actually be received. This is due to the assumptions and uncertainties in predictive assessments concerning, for example, the location of the exposed individuals. It is also clear that waste disposal facilities may be subject to unlikely events and processes which could cause doses in excess of an individual dose limit. For example, seismic or tectonic phenomena can modify groundwater flow characteristics, and flooding and erosion may have a disruptive effect on near-surface facilities. Similarly, future human activities such as well-drilling, mineral exploitation, building and farming could give rise to immediate radiation impacts and could modify the characteristics of existing environmental pathways as well as introduce new pathways.

In order to take into account the hypothetical exposures committed in a year from both highly probable and less probable events and processes, the appropriate expression of the requirement is in terms of risk, where risk is defined as the probability that a fatal cancer or serious genetic effect will occur to an individual or his or her descendants. Risk, when defined in this way, is the sum over all significant scenarios of the products of the probability of the scenario, the magnitude of the resultant dose and the probability of the health effect per unit dose. Where it is reasonable to assume that the probability of the scenario approximates unity, the risk is simply the product of the dose and the probability of the health effect per unit dose. This is often assumed to be the case for groundwater transport of radionuclides to the human environment in the long term from a waste disposal facility.

For lifelong continuous exposures, the present view of the ICRP is that the principal limit on effective dose equivalent to members of the public should be 1 millisievert (1 mSv) in a year, taking into account exposures from all sources and facilities excluding medical irradiations and natural background radiation. Since the probability of fatal cancers and serious genetic effects is approximately 2×10^{-2} per sievert, the probability of these health effects associated with a dose of 1 mSv is 2×10^{-5}.

In the case of a single waste disposal facility, there is a need to ensure that the predicted radiological risks associated with it are sufficiently low so as to allow for uncertainties in exposure scenarios and their consequences, and also to allow for future nuclear activities which might impact on the same individuals. An appropriate and prudent risk level for individuals must therefore be chosen in keeping with the objective concerning the radiological

health burden on future generations. The level of risk selected, 1×10^{-6}, or 1 in a million, in a year, is a level of risk from other activities that is considered to be insignificant by individuals in their daily lives.

To put the foregoing into perspective, a risk of 10^{-6} in a year is the risk associated with a dose of 0.05 mSv in a year. Individual doses of 0.05 mSv in a year are a small fraction (approximately 2.5%) of the annual dose received by the general population in Canada from natural background radiation and are also of the same order of magnitude as the doses to critical groups predicted from the routine release of radioactive effluents from nuclear power reactors in Canada.

4.3.2 Variance From the General Requirement

> *If there is no practicable method of fully meeting the requirements of Section 4.3.1, an optimization study shall be performed in order to determine the preferred option. A disposal facility, under these circumstances, shall be:*
>
> *(a) compatible with the results of such a study, and*
>
> *(b) such that the predicted risk to individuals does not exceed that which is presently accepted from current operations involving the same wastes.*

It is clearly the intent of this document to have the general requirement used as the basis for judging the acceptability of human health protection to the greatest extent practicable. However, for some waste types in a site-specific situation, there may be no realistic alternative to their disposal in a manner which requires long-term institutional controls as a safety feature. Uranium mill tailings are a general class of wastes which are generated in large volumes and which, in most practicable disposal options, require some form of long-term institutional control to guard against the occurrence of particular exposure scenarios. This need arises since the tailings disposal options usually involve some variation of surface or near-surface containment. In this case, measures must be implemented to deter inadvertent public access to or misuse of the waste material. Moreover, monitoring, surveillance and maintenance may be needed to ensure satisfactory long-term performance. The existence of institutional controls may also permit future societies to take remedial action if that is considered desirable. However, in keeping with the requirement concerning the burden on future generations, the need for such controls must be minimized to the extent reasonably achievable. The process of determining what is reasonably achievable is called optimization and is discussed in greater detail in Section 5.5. The stipulation that the predicted risk to individuals not exceed that which is presently accepted from current operations involving the same wastes follows from the requirement concerning the burden on future generations. It should be ensured that when the long-term risk predicted to arise from a waste disposal facility is compared to presently-accepted risks, a similar set of scenarios, critical groups and overall assumptions are used, so that artificial differences between predictions of consequences for today's practices and those in the future are avoided.

5. GUIDELINES FOR APPLICATION OF THE BASIC RADIOLOGICAL REQUIREMENTS

5.1 Identifying the Individual of Concern

The individual risk requirements in the long term should be applied to a group of people that is assumed to be located at a time and place where the risks are likely to be the greatest, irrespective of national boundaries.

The concept of the critical group is commonly employed when applying individual dose limits to members of the public affected by existing nuclear facilities. This concept involves the identification of a relatively homogeneous group of people that is expected to receive the greatest exposure because of its location, age, habits and diet. Owing to the conservative assumptions usually made in selecting critical groups and in defining their lifestyles, the doses actually received by members of the group will in most cases be lower than the estimated mean dose of the critical group. It follows that doses to individuals outside the critical group are even lower.

When considering potential exposures in the future, the precise identification of critical groups and their lifestyles is not possible because of uncertainties about population distributions, living habits, climate and other aspects of the environment. In these circumstances, the individual risk requirements in the long term should be applied to a critical group of people that is assumed to be located at a time and place where the risks are likely to be the greatest regardless of national boundaries. This ensures that individuals beyond the national border are afforded a level of radiation protection at least as stringent as the level afforded residents of Canada.

Definition of the lifestyle of the hypothetical group of people should be based on present human behaviour using conservative, yet reasonable, assumptions. Similarly, the diet and metabolic characteristics of the group should be based on present knowledge, making the assumption that the basic dietary requirements of future individuals will be the same as those of people at present.

5.2 Probabilities of Exposure Scenarios

The probabilities of exposure scenarios should be assigned numerical values either on the basis of relative frequency of occurrence or through best estimates and engineering judgements.

In order to apply the risk requirements it is necessary to express the probabilities of exposure scenarios quantitatively. While the term "probability" is usually defined in terms of relative frequency of occurrence, the conventional system for assigning probabilities breaks down as the frequency of occurrence decreases, since little information exists on which to base predictions. Low probability exposure scenarios should therefore be assigned values through best estimates and engineering judgements. These values can be determined using a subjective probability approach in which a number is assigned to the likelihood of an event occurring in a defined period of time, as a measure of the degree of belief that the event will actually occur during that time. The assignment should be made using quantitative analytical techniques to

assess as broad a base of expert opinion as reasonably possible. The use of subjective probability is appropriate as long as the quantitative values assigned through best estimates and engineering judgements are consistent with the quantitative values of the actual relative frequencies in situations where more information is available. The uncertainty of the probability assigned should also be estimated.

5.3 Timescale of Concern

> *The period for demonstrating compliance with the individual risk requirements using predictive mathematical models need not exceed 10,000 years. Where predicted risks do not peak before 10,000 years, there must be reasoned arguments that beyond 10,000 years the rate of radionuclide release to the environment will not suddenly and dramatically increase, and acute radiological risks will not be encountered by individuals.*

Demonstration that a radioactive waste disposal facility complies with the individual risk requirements can only be done by forecasting future impacts using predictive mathematical modelling techniques. In any assessment of the performance of waste disposal options there are several general sources of uncertainty associated with parameter values, the mathematical models and the specification of environmental pathways and exposure scenarios. In general, these uncertainties will increase as the period of prediction increases. On the other hand, the uncertainties are partially offset in that the potential hazard associated with radioactive wastes usually decreases with time owing to radioactive decay of the source, unlike the potential hazard from many types of toxic chemical wastes which do not decay.

In view of the increasingly speculative and uncertain environmental conditions that might exist in the future, estimates of individual risk in the far future may be subject to considerable error, given that environmental modelling is a key part of risk assessment. For example, if severe changes in global climate were to occur, the human environment would also drastically change from that which exists today. It is therefore considered appropriate for regulatory decision-making purposes to establish an upper bound on the timespan for individual risk calculations.

Selection of an upper bound, however, is a matter of judgement since there does not appear to be any objective way of limiting the assessments in a scientifically satisfying manner. Taking into account the characteristics of radioactive wastes, the options for their disposal, and the uncertainties in long-term predictions, it is considered that 10,000 years after the time of waste emplacement is a reasonable maximum period for assessments of individual risk.

For some waste types and disposal options, shorter time periods than 10,000 years for predictive modelling are all that are necessary. This is particularly true where radioactive decay or radionuclide release and dispersion are predicted to occur to the extent that risks to individuals are clearly on the decline. For other situations, assessments may show that the predicted risks to individuals do not peak before 10,000 years. This might occur where long-lived wastes are contained and isolated in geological formations that are relatively unaffected by natural surface phenomena and that are likely to remain stable

over extended timescales. In these cases, there must be reasoned argument leading to the conclusion that beyond 10,000 years sudden and dramatic increases in the rate of release to the environment will not occur, acute doses will not be encountered by individuals and that major impacts will not be imposed on the biosphere.

To put the maximum period of 10,000 years for assessment into perspective, it should be recognized that a number of experts believe that the next glacial episode will commence as early as several to tens of thousands of years from now. In the event of glaciation, it can be expected that near-surface wastes in Canada will be dispersed and diluted in the environment by the movement of ice sheets. It is also reasonable to assume that humans would avoid a heavily glaciated region during an ice age although they would likely repopulate the region when glaciers recede many thousands of years later. Wastes at greater depth will be less affected by glaciation, depending on their depth below the surface and the nature of the geological host formation. For example, the evidence suggests that a deep geological repository for nuclear fuel wastes in hard crystalline rock would not be breached by the erosional effects of glaciation, although the regional groundwater flow system would likely be modified.

5.4 Output From Predictive Modelling

Calculations of individual risks should be made by using the risk conversion factor of 2×10^{-2} per sievert and the probability of the exposure scenario with either:

(a) the annual individual dose calculated as the output from deterministic pathways analysis; or*

(b) the arithmetic mean value of annual individual dose from the distribution of individual doses in a year calculated as the output from probabilistic analysis.

There are two general approaches to mathematically modelling the long-term performance of waste disposal facilities, but it must be recognized that in either the deterministic or the probabilistic approach the results can only represent an approximation of the consequences, were releases of radionuclides to occur. Confidence in the modelling output must then derive from a thorough examination of the assumptions, input data and mathematical models constructed to represent the release and transport of radionuclides and the subsequent exposure of individuals. Such an examination can be accomplished by a combination of several complementary methods. These include:

(a) the use of an appropriate quality assurance program in the development, application and maintenance of computer models and in the gathering, interpretation and incorporation of data;

(b) the use of experimental laboratory and field techniques for the validation of models and parameter values to the extent possible;

---

*dose means the effective dose equivalent committed per year of exposure

(c) peer review by independent experts; and

(d) intercomparison of various modelling approaches.

In the traditional deterministic approach, a single value for each of the model parameters is selected from a range of input values to produce a single value of model output, usually in terms of annual individual dose which is the consequence of primary interest. When using this technique, conservative assumptions are usually made to compensate for the uncertainty in modelling and to ensure that the calculations overestimate the potential doses from possible releases from a facility. Excessive conservatism however is not to be used and a balanced choice of assumptions is to be made to ensure that the overall assessment describes reasonable situations encompassing the full spectrum of exposure pathways, and assesses their impacts in a rational manner. Where complex systems are being modelled, sensitivity analyses should be conducted to investigate the effect of changes in the values of model parameters on the magnitude of the dose estimate, particularly when the estimated dose is judged to be significant. Comparisons with the risk requirements are then straightforward provided that the probabilities of exposure scenarios have been properly assigned.

Another approach now available involves probabilistic assessment techniques in which each parameter value is randomly selected from its probability distribution for input to the model. By repeating the analysis many times, a distribution of consequences is obtained which represents the spread and variation of outcomes as a result of variability and uncertainty in input parameter values for a particular scenario. This approach has certain advantages over the traditional deterministic approach by providing more information. A frequency distribution of individual dose will usually display a most probable dose value and a maximum dose value in the high-tail extremity of the distribution and thus it is necessary to specify a means of comparing the output to the risk requirement. In this case, the arithmetic mean value of the distribution should be calculated and should be taken as being representative of the consequences predicted for an exposure scenario, such as that involving groundwater transport of radionuclides to the environment. In the same way as for deterministic assessments, sensitivity analyses should also be conducted to investigate the effect of changes in input assumptions and model parameters on the mean value of dose. The latter should then be combined with both the probability of the exposure scenario and the risk conversion factor for comparison with the individual risk requirements.

By calculating the arithmetic mean value of the frequency distribution of dose, the significance of the extreme values may be overlooked. Since some of these could conceivably result from combinations of reasonable parameter values, this would clearly be undesirable even though the fact that such combinations generate consequences in the tail-end of the distribution is indicative that their relative frequency of occurrence is low. Nonetheless, the relative frequencies of occurrence of high consequences may differ significantly between frequency distributions having the same mean value. An additional criterion appears to be needed to help judge the acceptability of an option for which probabilistic environmental pathways analysis calculates high doses, albeit with a low relative frequency. It is judged acceptable to allow 5% of the estimated doses to exceed a dose of 1 mSv per year to take account of normal statistical variations which are inherent in the probabilistic assessment process. However

the choice of the general risk requirement takes account of this since a 5% occurrence of a dose of 1 mSv corresponds to an average dose of 0.05 mSv. If more than a 5% level of occurrence is predicted at 1 mSv or higher doses, then the criterion for the arithmetic average itself cannot be met. Thus for the numbers chosen in this regulatory policy statement a secondary requirement is not specifically needed but is implied and needs to be specifically addressed in proposals.

5.5 Optimization

> *When an optimization study is required in accordance with Section 4.3.2, it should take account of all relevant radiological and non-radiological factors.*

The ICRP principle that all exposures should be as low as reasonably achievable, taking social and economic factors into account, may be regarded as being generally applicable. However, for the purposes of this regulatory document it is to be applied only to the disposal of radioactive wastes where the general risk requirement is not likely to be met and thus where continuing long-term institutional controls are necessary. In other cases, the risk limit is sufficiently low to be the primary requirement with optimization playing at most a secondary role to help guide broader choices between options. Application of the optimization principle is intended to ensure that all reasonable or practical opportunities to reduce doses are explored in a broad way. The factors to be considered may include both radiological and non-radiological aspects, human health and environmental protection, as well as a broad range of social and economic issues. For example, it is appropriate to consider both public and worker risks associated with each step of the sequence of activities involved in waste disposal and not simply the risks to individuals in the long term. Also it may be necessary to weight some factors to take account of preferences such as might apply to spatial and temporal distributions of risk and other radiological parameters. Some non-radiological factors include, but are not limited to, conventional safety, environmental impacts, transportation, the nature and length of any institutional controls and the susceptibility of disposal options to naturally occurring disruptive events and to human intrusion. Some of these factors will not be amenable to rigorous quantification and thus a full optimization study will require the use of considered judgement. There are various techniques which can help structure this type of analysis so that the choices which need to be made are clear and the rationale for each choice can be fully documented. Generally, optimization in this broad sense does not result in clear or unambiguous choices between disposal options in the long term. It is for this reason, and the fact that the general risk requirement is so low, that optimzation has not been given a prominent role in this document.

Regulatory Document

Texte de réglementation

Atomic Energy Control Board

Commission de contrôle de l'énergie atomique

DOCUMENT DE RÉGLEMENTATION R-104

Déclaration de principe
en matière de réglementation

OBJECTIFS, EXIGENCES ET LIGNES DIRECTRICES RÉGLEMENTAIRES À LONG TERME POUR L'ÉVACUATION DES DÉCHETS RADIOACTIFS

Date d'entrée en vigueur :

le 5 juin 1987

Canada

TEXTES DE RÉGLEMENTATION DE LA CCEA

1. Le choix d'emplacement, la conception, la fabrication, la construction, la mise en service, l'exploitation et le déclassement d'installations nucléaires ou la production, la possession, l'utilisation et l'élimination de substances prescrites, au Canada ou sous contrôle canadien, sont assujettis aux dispositions de la Loi sur le contrôle de l'énergie atomique et de son Règlement d'application, dont l'administration relève de la Commission de contrôle de l'énergie atomique (CCEA).

2. En plus du Règlement susmentionné, la CCEA utilise trois catégories de textes de réglementation. En voici une courte description.

   Conditions générales d'autorisation de permis - ensemble de conditions types figurant dans tous les permis similaires délivrés par la CCEA, à moins de circonstances exceptionnelles;

   Déclarations de principe en matière de réglementation - déclarations laissant clairement entendre que certaines "exigences" qui ne figurent ni dans le Règlement ni dans les conditions des permis sont obligatoires ou que certaines exigences doivent être respectées d'une façon déterminée laissant également entendre que la CCEA se réserve le droit de permettre des écarts ou d'envisager d'autres façons d'en arriver aux mêmes fins, lorsque ces façons semblent convenir; et

   Guides de réglementation - directives ou conseils donnés sur tout aspect de la réglementation assurée par la CCEA mais formulés de façon moins rigoureuse que dans les déclarations de principe.

3. Lors de l'élaboration de ses textes de réglementation, la CCEA en publie d'abord le projet à titre de Document de consultation, afin de connaître les commentaires du secteur nucléaire et du grand public, avant que le projet de texte de réglementation paraisse sous sa forme définitive. Dans certains cas, après l'achèvement de la période réservée aux commentaires, la Commission peut faire mettre le document de consultation à l'essai pratique pour un temps limité. Après cette période d'essai, on demande encore une fois l'opinion du public, avant que le document révisé soit publié sous sa forme définitive.

4. Tout commentaire sur les documents de consultation et toute suggestion à l'égard des nouveaux textes de réglementation ou ceux déjà en vigueur sont les bienvenus; il suffit de les transmettre à la section des Effets sur la santé et documents de réglementation de la CCEA.

5. On peut se procurer des exemplaires des documents de consultation et des textes de réglementation, dans les deux langues officielles, en s'adressant au Bureau d'information publique. Toute demande de renseignements techniques ou d'interprétation des textes devrait être acheminée au Bureau susmentionné.

6. L'adresse de la CCEA est la suivante:

   Commission de contrôle de l'énergie atomique
   C.P. 1046
   Succursale "B"
   OTTAWA (Ontario)
   CANADA K1P 5S9

   Renseignements: (613) 995-5894

TABLE DES MATIÈRES

1. BUT ET PORTÉE..... 1

2. INTRODUCTION..... 1

3. OBJECTIFS DE L'ÉVACUATION DES DÉCHETS RADIOACTIFS..... 3

4. EXIGENCES RÉGLEMENTAIRES DE BASE..... 4

4.1 Obligations imposées aux générations futures..... 4

4.2 Protection de l'environnement..... 5

4.3 Protection de la santé des personnes..... 5

4.3.1 Exigences générales..... 6

4.3.2 Divergences par rapport aux exigences générales..... 7

5. LIGNES DIRECTRICES POUR L'APPLICATION DES EXIGENCES FONDAMENTALES DE RADIOPROTECTION 8

5.1 Identification des personnes visées..... 8

5.2 Probabilités des scénarios d'irradiation..... 9

5.3 Période de temps à considérer..... 9

5.4 Données des modèles de prévision..... 11

5.5 Optimisation..... 13

OBJECTIFS, EXIGENCES ET LIGNES DIRECTRICES RÉGLEMENTAIRES À LONG TERME POUR L'ÉVACUATION DES DÉCHETS RADIOACTIFS

1. BUT ET PORTÉE

Le présent document a pour but de fournir la base réglementaire pour juger du caractère acceptable à long terme des méthodes d'évacuation des déchets radioactifs, en supposant que les aspects fonctionnels de l'emplacement des déchets et de la fermeture de l'installation satisfont les exigences réglementaires actuelles. Il donne les objectifs fondamentaux de l'évacuation des déchets radioactifs, de même que les exigences réglementaires à respecter pour réaliser ces objectifs. Il présente enfin des lignes directrices sur l'application des exigences de protection contre les rayonnements pour aider les personnes qui rédigent leur demande à la Commission de contrôle de l'énergie atomique (CCEA).

Les exigences traitent avant tout de radioprotection, mais elles touchent aussi plus généralement la protection de l'environnement et les contrôles institutionnels, parce que ces facteurs découlent directement des objectifs globaux d'évacuation des déchets radioactifs. Des documents de réglementation distincts traitent déjà ou traiteront plus tard des autres types d'exigences réglementaires, comme celles qui pourraient toucher d'autres aspects des évaluations de concept, du choix du site, de la conception, de la construction, de l'exploitation et du déclassement des installations de gestion de types particuliers de déchets. Ces documents comprennent, entre autres, le document de réglementation R-71 sur le concept de l'évacuation en profondeur des déchets de combustible nucléaire et le document de consultation C-36 sur la gestion des résidus des mines et des usines de concentration d'uranium et de thorium.

2. INTRODUCTION

Au Canada, il existe une grande variété de déchets radioactifs qui proviennent de tous les stades du cycle du combustible nucléaire, de l'extraction minière et de la concentration de l'uranium jusqu'à l'exploitation des réacteurs pour produire de l'électricité; ils proviennent également de l'utilisation des radio-isotopes à des fins industrielles, expérimentales et médicales. La plupart de ces déchets sont traités selon le principe du confinement et de l'isolement par rapport à la population et à l'environnement. Toutefois, les techniques utilisées dépendent d'une intervention et d'une surveillance humaines continues, que ce soit pour le contrôle, la maintenance, le traitement ou la limitation de l'accès du public afin d'assurer un niveau acceptable de sécurité contre les rayonnements. Les autres déchets sont évacués, soit comme effluents gazeux et liquides par décharge contrôlée dans l'environnement, soit comme déchets ordinaires qui ne nécessitent aucune précaution radiologique spéciale dans le cas de petites quantités de matières peu contaminées.

L'exploitation actuelle des installations de gestion de déchets radioactifs et la décharge habituelle des effluents radioactifs des autres installations nucléaires sont strictement réglementées par la CCEA grâce à un régime de permis et à un programme de conformité et d'application. Les exigences de radioprotection particulières que la CCEA applique découlent du système de limitation des doses recommandé par la Commission internationale de protection radiologique (CIPR) pour toutes les pratiques où l'irradiation des travailleurs et du public peut être influencée par des contrôles actifs. Toutefois, le système ne s'applique pas aux irradiations dues aux situations inhabituelles, aux irradiations médicales et au fond naturel de rayonnement. Dans le cas d'accidents et de certaines autres situations inhabituelles durant l'exploitation des installations nucléaires, la CCEA applique des exigences de protection contre les rayonnements qui tiennent compte de la fréquence prévue de la situation ou du processus inhabituel qui entraîne l'irradiation. En résumé, il existe actuellement un cadre réglementaire d'exigences de protection contre les rayonnements qui s'applique aux opérations régulières et qui assure que diverses procédures fiables sont maintenues pour contrôler les rejets dans l'environnement, pour appliquer des mesures correctives au besoin et pour surveiller les voies d'acheminement dans l'environnement.

Dans le cas de la gestion à long terme des déchets radioactifs, l'évacuation est privilégiée : il s'agit d'une méthode de gestion définitive où il n'existe aucune intention de récupération et qui, en principe, fait appel à des techniques et des concepts dont l'efficacité ne dépend d'aucun contrôle institutionnel à long terme après un délai raisonnable. Les méthodes d'évacuation pratiques à l'étude comprennent normalement le confinement des déchets et leur isolement de la biosphère pendant de très longues périodes. Toutefois, pour certains types de déchets, comme les déchets très volumineux des mines et des usines de concentration d'uranium, le genre d'évacuation idéal peut parfois être impraticable. Ainsi, quand il n'existe aucune méthode d'évacuation pratique pour atteindre ce but, il pourrait y avoir un besoin à long terme de contrôles institutionnels suivis pour prévenir tout scénario d'irradiation particulier après que l'installation a cessé de recevoir des déchets et qu'elle a été fermée.

Peu importe la méthode choisie pour le confinement et l'isolement à long terme des déchets radioactifs, toute irradiation après la fermeture de l'installation d'évacuation dépendra de toute une série d'événements et de processus de probabilité variable qui, dans certains cas, seront retardés pendant très longtemps. Les prévisions de doses possibles aux êtres humains sont assujetties à d'autres incertitudes dues aux divers facteurs qui influent sur le transport des radionucléides dans l'environnement et aux divers changements qui pourraient se produire dans les habitudes de vie, le style de vie et la répartition démographique. En outre, dans le cas de l'évacuation sans exigence permanente de contrôles institutionnels suivis, il est impossible d'assurer la conformité aux prévisions actuelles, parce qu'il n'y aura, dans l'avenir, aucun opérateur dans les installations. On a donc besoin d'établir d'autres exigences réglementaires pour s'assurer que les différentes méthodes

choisies sont acceptables pour l'évacuation des déchets, si elles risquent d'avoir des répercussions radiologiques à long terme après l'exploitation. L'objectif fondamental de ce document est d'établir ces exigences en matière de gestion des déchets. Par souci d'uniformité, d'équité et de justice, ces exigences sont basées sur une extension du cadre réglementaire actuel et devraient s'appliquer de façon générale à tous les types de déchets et à toutes les méthodes d'évacuation qui font appel au confinement et à l'isolement à long terme.

Il est prévu que les exigences et les lignes directrices énoncées dans le présent document entreront en vigueur immédiatement en ce qui concerne les installations conçues précisément pour l'évacuation des déchets radioactifs. Dans l'avenir, s'il arrive qu'une installation de stockage en exploitation devienne une installation d'évacuation, les exigences et les lignes directrices devront s'appliquer dès que l'évacuation sera censée commencer. Ce changement devrait normalement se produire le plus tôt possible après l'interruption des activités de l'installation et inclurait vraisemblablement une période de contrôle institutionnel selon les problèmes particuliers liés aux déchets et au site en question.

3. OBJECTIFS DE L'ÉVACUATION DES DÉCHETS RADIOACTIFS

Compte tenu des facteurs économiques et sociaux, l'évacuation des déchets radioactifs vise à :

- *minimiser les obligations imposées aux générations futures,*
- *protéger l'environnement,*
- *protéger la santé des personnes.*

Il faut examiner plusieurs facteurs pour atteindre ces objectifs de façon efficace et fiable à long terme. L'évacuation des déchets radioactifs basée sur le confinement et l'isolement exige des caractéristiques de sûreté pour prévenir le dégagement de radionucléides dans l'environnement et pour réduire la possibilité d'accès involontaire du public aux déchets. De telles caractéristiques peuvent incorporer une combinaison adéquate de processus, de barrières et de contrôles institutionnels. Les processus comprennent la décroissance radioactive, l'adsorption, la précipitation chimique, la dilution, la dispersion et d'autres phénomènes qui influent sur le transport des radionucléides. Les barrières peuvent se présenter sous forme d'ouvrages artificiels ou de caractéristiques géologiques naturelles du site. Un tel système de barrières multiples passives assure un degré supérieur de confinement et d'isolement des déchets, ainsi qu'une plus grande confiance que tout dégagement de matières radioactives dans l'environnement ne dépasserait pas un faible niveau acceptable. Par ailleurs, les contrôles institutionnels représentent des mécanismes actifs établis par la société pour assurer la mise en vigueur et le respect suivis d'une ligne de conduite souhaitée. Ces contrôles pourraient comprendre la vérification et le traitement des dégagements contaminés, la conservation de dossiers et l'imposition de restrictions sur

l'utilisation du sol dûment enregistrées dans les actes de propriété et dans les arrêtés.

4. EXIGENCES RÉGLEMENTAIRES DE BASE

4.1 Obligations imposées aux générations futures

Les obligations imposées aux générations futures seront minimisées par :

a) le choix de méthodes d'évacuation de déchets radioactifs qui ne dépendent pas, autant que possible, de contrôles institutionnels à long terme comme caractéristique de sûreté obligatoire;

b) l'application de ces méthodes d'évacuation en temps opportun, compte tenu des facteurs techniques, économiques et sociaux;

c) l'assurance qu'il n'existera dans l'avenir aucun risque prévu pour la santé des personnes et l'environnement qui serait inacceptable à l'heure actuelle.

La nécessité de minimiser les obligations imposées aux générations futures est basée sur trois principes. Le premier traduit un point de vue pessimiste quant à la durée possible des contrôles institutionnels et l'inquiétude devant les conséquences possibles, si les contrôles faisaient défaut. S'il existe d'autres moyens d'évacuation adéquats, les méthodes qui font appel à la vérification, à la surveillance et aux contrôles institutionnels comme caractéristique de sûreté principale à très long terme ne sont pas recommandées, non pas parce que l'on prévoit que les générations futures ne seront pas compétentes du point de vue technique, mais plutôt parce que les méthodes pour assurer le suivi des contrôles ne sont pas réputées très fiables après quelques centaines d'années. Cela ne veut pas dire non plus qu'il ne faut pas essayer de sauvegarder l'identité et l'emplacement des installations d'évacuation de déchets ou d'en vérifier le rendement. On s'attend que les dossiers soient conservés et que, dans certains cas, un contrôle soit effectué, mais que, dans la mesure du possible, la sûreté ne devrait pas dépendre de ces mesures.

Le deuxième principe touche la responsabilité de la génération actuelle, comme première bénéficiaire de l'exploitation courante de l'énergie nucléaire, de supporter la charge financière associée à la mise en oeuvre de diverses méthodes d'évacuation de déchets. Toutefois, l'on a également prétendu qu'il faudrait reconnaître que l'utilisation actuelle de l'énergie nucléaire contribue à un meilleur niveau de vie dont profiteront les générations futures. De toutes façons, l'établissement opportun de diverses méthodes d'évacuation des déchets dépendra de certains facteurs techniques, économiques et sociaux, comme la disponibilité et le développement de sites et de techniques acceptables, les avantages techniques rattachés à l'entreposage temporaire de déchets à période courte et, dans le cas du combustible épuisé,

l'intention de ne pas se débarrasser prématurément des divers composants qui pourraient avoir une certaine valeur pour les générations futures.

Le troisième principe touche le niveau possible de risque pour les générations futures, parce qu'il est impossible d'assurer le confinement total, l'isolement total et la sécurité absolue. D'un point de vue éthique et tout en respectant les recommandations de la CIPR, il faudrait limiter le risque radiologique pour les générations futures comme on le fait pour la génération actuelle. En outre, on juge que le niveau de protection à fournir aux générations futures ne doit pas être moindre que celui qui est assuré à l'heure actuelle.

4.2 Protection de l'environnement

> *Les diverses méthodes d'évacuation de déchets radioactifs doivent être appliquées de manière telle qu'il n'y ait dans l'avenir aucune conséquence prévue sur l'environnement, qui ne serait pas acceptable à l'heure actuelle, et que la présence possible de contaminants radioactifs ou autres n'empêche aucune utilisation future des ressources naturelles.*

L'un des principaux buts de la protection de l'environnement est d'assurer des conditions de sécurité adéquates pour les activités humaines, y compris le contrôle des effets sur la santé, qui sont causés par des substances non radioactives susceptibles d'être aussi rejetées par des installations d'évacuation des déchets. L'opinion est répandue que le niveau de radioprotection fourni à tous les êtres humains protège sans doute suffisamment les autres espèces vivantes de l'environnement, mais non pas nécessairement chacun des éléments de ces espèces. Il s'ensuit que, en établissant les exigences énoncées dans le présent document au sujet de la radioprotection des générations futures en matière de santé, une exigence pertinente concernant la radioprotection environnementale est aussi formulée.

Toutefois, le besoin subsiste toujours de protéger adéquatement l'environnement en général contre les conséquences qui pourraient découler autant des contaminants radioactifs que non radioactifs. L'évacuation des déchets radioactifs doit donc être conforme aux exigences pertinentes relatives à l'utilisation du sol et à la protection des ressources naturelles, comme l'eau, la faune, le poisson, le sol, les forêts, les minéraux et les autres ressources rentables. Cette exigence fondamentale s'applique aussi bien à l'environnement autour des installations d'évacuation de déchets qu'aux matériaux utilisés pour leur construction et leur exploitation.

4.3 Protection de la santé des personnes

La présente section est axée principalement sur les aspects radiologiques de la santé des personnes. Toutefois, il faut reconnaître que certaines substances non radioactives peuvent aussi avoir des effets nocifs sur la santé. Ces effets sont traités à la section 4.2.

4.3.1 Exigences générales

Le risque radiologique prévu pour les personnes et attribuable à toute installation d'évacuation des déchets, ne doit pas dépasser 10^{-6} cas de cancer fatal et d'effets génétiques graves par année, en supposant qu'il n'y a pas de contrôle institutionnel à long terme comme caractéristique de sûreté.

Pour juger du caractère acceptable ou non de toute installation d'évacuation où l'on établit des prévisions de doses hypothétiques, il n'est pas approprié d'appliquer les limites de dose de la même manière que pour l'exploitation des installations nucléaires aujourd'hui. Ceci s'explique par le fait qu'il ne sera pas possible, en général, d'assurer la conformité à long terme à des limites de dose établies au préalable. Il est assez incertain également que les doses prévues seront effectivement reçues, à cause des suppositions et des incertitudes des analyses de prévision concernant, entre autres, l'emplacement des personnes exposées. Il est également clair que les installations d'évacuation de déchets peuvent faire face à des événements ou des processus peu probables qui pourraient entraîner des doses supérieures à une limite de dose individuelle. Les phénomènes séismiques ou tectoniques, par exemple, peuvent modifier les caractéristiques du débit des eaux souterraines, tandis que les inondations et les érosions peuvent endommager des installations près de la surface. D'autre part, certaines activités humaines futures comme le forage de puits, l'exploitation minière, la construction ou l'agriculture, pourraient provoquer des conséquences radiologiques immédiates, modifier les caractéristiques des voies d'acheminement actuelles dans l'environnement et même en créer de nouvelles.

Afin de tenir compte des doses hypothétiques engagées attribuables à la fois à des événements et à des processus très probables ou peu probables au cours d'une année, l'exigence est exprimée en fonction du risque, qui est défini comme étant la probabilité qu'une personne ou l'un de ses descendants soit victime d'un cancer fatal ou d'effets génétiques graves. Ainsi défini, le risque représente la somme, pour tous les scénarios importants, des produits de la probabilité du scénario, de l'intensité de la dose reçue et de la probabilité de l'effet grave sur la santé par unité de dose de chaque scénario. Dans les cas où il est juste de supposer que la probabilité du scénario équivaut à peu près à 1, le risque représente simplement le produit de la dose et de la probabilité de l'effet grave sur la santé par unité de dose. C'est d'ailleurs souvent ce que l'on suppose dans le cas du transport à long terme des radionucléides provenant d'installations d'évacuation de déchets à travers les eaux souterraines jusqu'au milieu humain.

En ce qui concerne les irradiations continues durant toute une vie, la CIPR est d'avis actuellement que la principale limite d'équivalent de dose effectif pour les membres du public devrait être de 1 millisievert (1 mSv) par année, compte tenu des irradiations provenant de toutes les sources et installations, sauf les irradiations médicales et le fond naturel de rayonnement. Puisque la

probabilité de cas de cancer fatal et d'effets génétiques graves est d'environ 2×10^{-2} par sievert, la probabilité de ces effets graves associés à une dose de 1 mSv est de 2×10^{-5}.

Dans le cas de toute installation d'évacuation de déchets unique, il faut s'assurer que le risque radiologique prévu est suffisamment faible pour tenir compte d'une certaine marge d'incertitude dans les scénarios d'irradiation et dans leurs conséquences et pour tenir compte des activités nucléaires futures qui pourraient avoir des répercussions sur les mêmes personnes. Il faut donc choisir un niveau de risque individuel pertinent et prudent pour se conformer à l'objectif relatif aux répercussions radiologiques sur les générations futures. Le niveau de risque choisi, soit 1×10^{-6} ou 1:1 000 000 par année, équivaut à un niveau de risque dû à d'autres activités qui est souvent considéré comme négligeable dans la vie quotidienne.

Pour mettre la discussion dans un juste contexte, il faut dire qu'un risque de 10^{-6}/a représente le risque associé à une dose de 0,05 mSv/a. Une dose individuelle de 0,05 mSv/a ne représente qu'un faible pourcentage (environ 2,5 pour 100) de la dose annuelle provenant du fond naturel de rayonnement que reçoit la population canadienne en général et équivaut aux doses prévues pour les groupes critiques dans le cas de rejet normal d'effluents radioactifs hors des centrales nucléaires canadiennes.

4.3.2 Divergences par rapport aux exigences générales

> *S'il n'existe aucune méthode pratique pour satisfaire entièrement les exigences de la section 4.3.1, une étude d'optimisation doit être effectuée afin de déterminer l'option privilégiée. Dans ces circonstances, une installation d'évacuation doit être :*
>
> *a) compatible avec les résultats d'une telle étude,*
>
> *b) telle que le risque prévu pour les personnes ne dépasse pas ce qui est accepté à l'heure actuelle pour les activités relatives aux mêmes déchets.*

Le présent document vise à ce que les exigences générales servent le plus possible de base pour juger si la protection de la santé des personnes est acceptable. Toutefois, pour certains types de déchets dans un site donné, il se peut qu'il n'y ait aucune autre méthode d'évacuation réaliste qu'une méthode qui nécessite des contrôles institutionnels à long terme comme caractéristique de sûreté. Les résidus miniers d'uranium constituent une classe générale de déchets qui sont produits en grandes quantités et qui, dans la plupart des méthodes d'évacuation praticables, nécessitent une forme quelconque de contrôles institutionnels à long terme pour prévenir certains scénarios d'irradiation particuliers. Ce besoin découle du fait que les méthodes possibles d'évacuation des résidus comprennent normalement quelques variations sur le confinement en surface ou près de la surface. Dans ce cas,

il faut établir des mesures pour empêcher le public d'avoir accès aux déchets ou de les utiliser par mégarde. De plus, le contrôle, la surveillance et la maintenance peuvent être nécessaires pour assurer un rendement satisfaisant à long terme. L'existence de contrôles institutionnels peut aussi permettre aux sociétés futures de prendre des mesures correctives, si elles le jugent souhaitable. Il faut, cependant, dans l'esprit de l'exigence relative aux obligations imposées aux générations futures, minimiser autant que raisonnablement possible la nécessité de tels contrôles. Le processus visant à déterminer ce qui est raisonnablement faisable est appelé optimisation et il est traité plus en détail à la section 5.5. L'exigence selon laquelle le risque prévu pour les personnes ne dépasse pas ce qui est accepté à l'heure actuelle au cours des activités associées aux mêmes déchets découle aussi de l'exigence relative aux obligations imposées aux générations futures. Si le risque prévu à long terme pour une installation d'évacuation des déchets est comparé au risque actuellement accepté, il faut s'assurer qu'une série semblable de scénarios, de groupes critiques et d'hypothèses générales est utilisée, afin d'éviter les divergences artificielles entre les conséquences prévues pour les pratiques actuelles et celles de l'avenir.

5. LIGNES DIRECTRICES POUR L'APPLICATION DES EXIGENCES FONDAMENTALES DE RADIOPROTECTION

5.1 Identification des personnes visées

> *Les exigences relatives au risque individuel à long terme devraient être appliquées à un groupe de personnes dans un endroit et en un moment supposés où le risque est susceptible d'être le plus grand, quelles que soient les frontières nationales.*

Le concept de groupe critique est utilisé couramment lorsque l'on applique des limites de dose individuelles aux membres du public touchés par les installations nucléaires existantes. Ce concept comprend l'identification d'un groupe de personnes relativement homogène qui devrait recevoir l'irradiation la plus importante à cause de son emplacement, de son âge, de ses habitudes et son régime alimentaire. Vu les suppositions prudentes normalement utilisées pour choisir les groupes critiques et pour définir leur style de vie, les doses réellement reçues par les membres du groupe seront inférieures, dans la plupart des cas, à la dose moyenne estimée du groupe critique. Il s'ensuit que les doses reçues par des personnes à l'extérieur du groupe critique sont encore plus faibles.

En considérant les irradiations possibles dans l'avenir, l'identification précise des groupes critiques et de leur style de vie n'est pas possible à cause des incertitudes qui existent au sujet de la répartition démographique, des habitudes de vie, du climat et des autres aspects de l'environnement. Dans de telles circonstances, les exigences relatives au risque individuel à long terme devraient être appliquées à un groupe critique de personnes dans un endroit et en un moment supposés où le risque sera sans doute le plus grand,

quelles que soient les frontières nationales. Ceci permet d'assurer que les personnes qui se trouvent hors des frontières canadiennes profitent d'un niveau de radioprotection à tout le moins aussi rigoureux que le niveau dont profitent les résidents du Canada.

La définition du style de vie du groupe de personnes hypothétique devrait se baser sur le comportement humain actuel, tout en utilisant des suppositions prudentes mais raisonnables. D'autre part, le régime alimentaire et les caractéristiques métaboliques du groupe devraient se baser sur les connaissances actuelles, si l'on suppose que les besoins alimentaires fondamentaux des générations futures seront les mêmes que pour la génération actuelle.

5.2 Probabilités des scénarios d'irradiation

> *Il faudrait attribuer aux probabilités des scénarios d'irradiation des valeurs numériques basées soit sur la fréquence relative des irradiations, soit sur les meilleurs calculs estimatifs et les meilleurs jugements en matière d'ingénierie.*

Pour appliquer les exigences relatives au risque, il est nécessaire d'exprimer quantitativement les probabilités des scénarios d'irradiation. Bien que le mot *probabilité* soit normalement défini comme «fréquence relative», la méthode traditionnelle pour déterminer les probabilités est moins fiable à mesure que la fréquence diminue, parce qu'il existe alors de moins en moins de données pour fonder les prévisions. Il faudrait donc attribuer des valeurs basées sur les meilleurs calculs estimatifs et les meilleurs jugements en matière d'ingénierie aux scénarios d'irradiation peu probables. Ces valeurs peuvent être déterminées en utilisant une approche subjective où un nombre est attribué à la possibilité qu'un événement se produise dans une période de temps donnée, comme mesure du degré de confiance que l'événement se produira réellement au cours de la période. L'attribution du nombre devrait être effectuée en utilisant des techniques analytiques quantitatives pour évaluer les opinions du plus grand éventail possible de spécialistes. L'utilisation de probabilités subjectives est de mise pourvu que les valeurs quantitatives attribuées grâce aux meilleurs calculs estimatifs et aux meilleurs jugements en matière d'ingénierie soient cohérentes avec les valeurs quantitatives des fréquences relatives réelles dans des situations où il existe plus de données. L'incertitude de la probabilité attribuée devrait aussi être évaluée.

5.3 Période de temps à considérer

> *La période pour prouver la conformité aux exigences relatives au risque individuel grâce aux modèles mathématiques de prévision n'a pas besoin de dépasser 10 000 ans. Si le risque prévu ne culmine pas avant 10 000 ans, il doit exister des arguments suffisants selon lesquels le taux de dégagement de radionucléides dans l'environnement au delà de 10 000 ans n'augmentera pas subitement et sensiblement et qu'aucune personne ne sera pas exposée à un risque radiologique aigu.*

Il n'est pas possible de prouver qu'une installation d'évacuation de déchets radioactifs est conforme aux exigences relatives au risque individuel autrement qu'en prévoyant les répercussions futures à l'aide de techniques de modélisation mathématique de prévision. Pour toute évaluation du rendement des méthodes d'évacuation de déchets, il existe plusieurs sources d'incertitude associées aux valeurs paramétriques, aux modèles mathématiques et à la désignation particulière des voies d'acheminement dans l'environnement et des scénarios d'irradiation. En général, ces incertitudes augmenteront en proportion de la période de prévision. Par ailleurs, les incertitudes sont partiellement compensées par le fait que le danger possible associé aux déchets radioactifs diminue normalement avec le temps à cause du phénomène de la décroissance radioactive de la source, contrairement au danger possible de plusieurs types de déchets chimiques toxiques qui ne décroissent pas.

À la lumière des conditions environnementales de plus en plus spéculatives et incertaines qui pourraient exister un jour, les calculs estimatifs du risque individuel dans l'avenir lointain pourraient contenir plusieurs erreurs, dans la mesure où les modèles environnementaux jouent un rôle capital dans l'évaluation du risque. Si le climat global subissait des changements sérieux, par exemple, le milieu humain serait modifié de façon radicale par rapport à celui que nous connaissons aujourd'hui. On considère donc, dans le cas des décisions réglementaires, qu'il est pertinent d'établir une limite temporelle supérieure pour calculer le risque individuel.

Le choix d'une limite supérieure, toutefois, est une affaire de jugement puisqu'il ne semble pas y avoir de façon objective de limiter les évaluations de façon scientifiquement acceptable. Compte tenu des caractéristiques des déchets radioactifs, les méthodes d'évacuation et les incertitudes entourant les prévisions à long terme, on considère que 10 000 ans après la mise en place des déchets représentent une période maximale suffisante pour les évaluations du risque individuel.

Pour certains types de déchets et certaines méthodes d'évacuation, des périodes plus courtes que 10 000 ans sont tout ce qu'il faut pour établir les modèles de prévision. Ceci s'applique particulièrement quand la décroissance radioactive ou les prévisions de dégagement et de dispersion de radionucléides sont telles que le risque pour chaque personne décline sensiblement. Dans les autres cas, les évaluations peuvent montrer que le risque prévu pour chaque personne ne culmine pas avant 10 000 ans. Ceci pourrait se produire si des déchets à période longue étaient confinés et isolés dans des formations géologiques qui sont relativement peu affectées par les phénomènes naturels de surface et qui resteront sans doute stables pendant de très longues périodes. Dans ces cas, il doit exister un raisonnement solide selon lequel, au delà de 10 000 ans, le taux de dégagement de radionucléides ne connaîtra pas d'augmentations soudaines et importantes, les personnes ne recevront pas de dose aiguë et il n'y aura pas d'importantes répercussions sur la biosphère.

Pour replacer la période maximale de 10 000 ans dans un juste contexte, il faudrait reconnaître que certains spécialistes croient que la nouvelle ère glaciaire commencera à un moment donné variant entre quelques milliers et quelques dizaines de milliers d'années. En cas de glaciation au Canada, on peut s'attendre que les déchets près de la surface seront dispersés et dilués dans l'environnement par le mouvement des couches de glace. Il est aussi raisonnable de supposer que les humains éviteraient une région recouverte d'une épaisse couche de glace durant une ère glaciaire, mais qu'ils réhabiteraient sans doute la même région lorsque les glaciers diminueraient plusieurs milliers d'années plus tard. Les déchets placés à plus grande profondeur seront moins touchés par la glaciation en proportion de leur profondeur et selon la nature de la formation géologique où ils sont déposés. Il semble évident, par exemple, qu'un dépôt de combustibles nucléaires dans des couches géologiques profondes de roches cristallines dures ne serait pas endommagé par l'érosion de la glaciation, bien que le système de débit des eaux souterraines régionales serait sans doute modifié.

5.4 Données des modèles de prévision

Il faudrait calculer le risque individuel en utilisant le facteur de conversion de risque 2 x 10^{-2} par sievert, ainsi que la probabilité des scénarios d'irradiation et :

a) soit la dose annuelle individuelle calculée à partir de l'analyse déterministe des voies d'acheminement; ou*

b) soit la valeur arithmétique moyenne de la dose annuelle individuelle à partir de la distribution des doses annuelles individuelles à partir de l'analyse probabiliste.

Il existe deux approches générales pour effectuer la modélisation mathématique du rendement à long terme des installations d'évacuation de déchets, mais il faut reconnaître que, peu importe l'approche probabiliste ou l'approche déterministe, les résultats ne peuvent représenter qu'une approximation des conséquences, si le dégagement de radionucléides se produisait effectivement. La fiabilité des données des modèles doit donc dépendre d'un examen rigoureux des suppositions, des données d'entrée et des modèles mathématiques construits pour représenter le dégagement et le transport des radionucléides et l'irradiation subséquente des personnes. On peut accomplir cet examen en combinant plusieurs méthodes complémentaires, comme :

a) l'utilisation d'un programme d'assurance-qualité approprié pour le développement, l'application et la maintenance de modèles informatiques et pour la collecte, l'interprétation et l'incorporation des données;

---

* *Dose* signifie l'équivalent de dose effectif engagé par année d'irradiation.

b) l'utilisation de techniques expérimentales en laboratoire et sur le terrain pour valider le mieux possible les modèles et les valeurs paramétriques;

c) l'examen par des spécialistes indépendants;

d) la comparaison entre diverses méthodes de modélisation.

Selon l'approche déterministe traditionnelle, une valeur unique pour chaque paramètre de modèle est choisie parmi une série de valeurs d'entrée pour produire une valeur unique de donnée de sortie de modèle, ordinairement en termes de dose individuelle annuelle qui est la principale conséquence à considérer. En utilisant cette technique, des suppositions prudentes sont faites normalement pour compenser l'incertitude en modélisation et pour assurer que les calculs surestiment les doses dues aux dégagements possibles hors des installations. Toutefois, il ne faut pas procéder avec une prudence excessive, mais faire un choix équilibré d'hypothèses afin d'assurer que l'évaluation globale traite d'une part de situations plausibles qui englobent toute la gamme des voies d'acheminement et qu'elle établit, d'autre part, leurs répercussions d'une manière rationnelle. Si l'on modélise des systèmes complexes, on devrait effectuer des analyses de sensibilité pour examiner l'effet des changements dans les valeurs des paramètres de modèle sur l'estimation de la dose, surtout si la dose estimée est importante. Il est alors facile d'établir des comparaisons avec les exigences relatives au risque, pourvu que les probabilités des scénarios d'irradiation aient été correctement attribuées.

Une autre approche comprend des techniques d'évaluation probabiliste selon lesquelles chaque valeur paramétrique est choisie au hasard à partir de sa distribution de probabilité comme donnée d'entrée du modèle. En répétant l'analyse plusieurs fois, on obtient une distribution des conséquences qui représente l'étendue et la variation des conséquences comme résultat de la variabilité et de l'incertitude des valeurs paramétriques d'entrée pour un scénario particulier. Cette approche comporte certains avantages par rapport à l'approche déterministe traditionnelle parce qu'elle fournit plus de renseignements. Comme la distribution de la fréquence de la dose individuelle présentera normalement la valeur de dose la plus probable et la valeur de dose maximale vers la queue de la distribution, il faut donc préciser un moyen de comparer les résultats par rapport à l'exigence relative au risque. Dans ce cas, la valeur moyenne arithmétique de la distribution devrait être calculée et considérée comme représentative des conséquences prévues pour un scénario d'irradiation, comme celui qui comprend le transport des radionucléides à travers les eaux souterraines vers l'environnement. De même que pour les évaluations déterministes, des analyses de sensibilité devraient également être effectuées pour examiner l'effet des changements des suppositions d'entrée et des paramètres des modèles sur la valeur moyenne de dose. Celle-ci devrait alors être combinée à la fois avec la probabilité du scénario d'irradiation et le facteur de conversion de risque pour les comparer avec les exigences relatives au risque individuel.

Dans le calcul de la valeur arithmétique moyenne de la distribution de la fréquence des doses, l'importance des valeurs extrêmes risque d'être négligée. Puisque certaines d'entre elles pourraient logiquement découler de combinaisons de valeurs paramétriques raisonnables, il est clair que cela ne serait pas souhaitable même si le fait que de telles combinaisons entraînent des conséquences dans la queue de la distribution indique bien que leur fréquence relative est faible. Néanmoins, la fréquence relative d'événements à conséquences élevées peut différer sérieusement entre les diverses distributions de fréquence qui ont la même valeur moyenne. Il semble donc qu'il faille un critère additionnel pour aider à juger du caractère acceptable d'une méthode pour laquelle l'analyse probabiliste des voies d'acheminement dans l'environnement calcule des doses élevées, mais avec une fréquence relative faible. Il est jugé acceptable de permettre que 5 pour 100 des doses estimées dépasse une dose de 1 mSv par année pour tenir compte des variations statistiques normales qui font partie du processus d'évaluation probabiliste. Toutefois, le choix d'une exigence générale du risque en tient compte puisque une fréquence de 5 pour 100 d'une dose de 1 mSv correspond à une dose moyenne de 0,05 mSv. Si l'on prévoit une fréquence supérieure à 5 pour 100 pour les doses de 1 mSv ou plus, il est alors impossible de satisfaire le critère même de la moyenne arithmétique. Par conséquent, pour les nombres choisis dans le présent document, une exigence secondaire n'est pas précisément requise, mais elle est supposée et doit être traitée en particulier dans les demandes.

5.5 Optimisation

> *Si une étude d'optimisation est requise conformément à la section 4.3.2, elle devrait tenir compte de tous les facteurs radiologiques et non radiologiques pertinents.*

Le principe de la CIPR selon lequel toutes les irradiations devraient être maintenues au niveau le plus faible qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre, compte tenu des facteurs économiques et sociaux, peut être considéré d'application générale. Toutefois, aux fins du présent document, ce principe s'applique seulement à l'évacuation des déchets radioactifs s'il est peu probable que l'exigence générale relative au risque soit satisfaite et, par conséquent, à des situations où des contrôles institutionnels à long terme sont nécessaires. Dans d'autres cas, la limite de risque est assez faible pour constituer la principale exigence et l'optimisation joue au plus un rôle secondaire permettant d'orienter un choix plus vaste entre les options. L'application du principe d'optimisation vise à assurer que toutes les chances possibles et raisonnables de réduire les doses sont examinées en profondeur. Les facteurs à considérer peuvent inclure les aspects radiologiques et non radiologiques, la santé des personnes et la protection de l'environnement, ainsi qu'une grande variété de questions socio-économiques. Par exemple, il est bon de considérer autant le risque pour le public que pour les travailleurs, durant chaque étape des activités associées à l'évacuation des déchets, et non seulement le risque individuel à long terme. Il peut aussi falloir pondérer certains facteurs pour tenir compte des préférences qui

pourraient s'appliquer aux distributions spatiales et temporelles du risque et à d'autres paramètres radiologiques. Certains facteurs non radiologiques incluent notamment la sécurité au travail classique, les répercussions sur l'environnement, le transport, la nature et la durée de tout contrôle institutionnel et la vulnérabilité des méthodes d'évacuation par rapport aux perturbations naturelles et à l'accès non autorisé des personnes. Comme certains de ces facteurs ne pourront être quantifiés rigoureusement, une étude complète d'optimisation devra donc faire appel à des jugements éclairés. Il existe diverses techniques qui peuvent aider à structurer ce type d'analyse, de sorte que les choix à faire sont clairs et que le bien-fondé de chacun des choix peut être entièrement documenté. En règle générale, l'optimisation dans ce sens large n'aboutit pas à des choix clairs et sans équivoque entre les diverses méthodes d'évacuation à long terme. C'est pour cette raison et parce que l'exigence générale relative au risque est si faible que l'optimisation n'a pas tenu un rôle prépondérant dans le présent document.